INSTITUT UNIVERSITAIRE D'HYGIENE ET DE SANTE PUBLIQUE

Président **:** Prof. P. DELORMAS
Trésorier **:** Prof. G. BLAKE

N° de TVA :FR3938001429000015
N° SIRET : 380 014 290 00015
APE : 731Z

EVALUATION DU RISQUE POUR LA SANTE LIE AUX EMISSIONS ATMOSPHERIQUES DES INCINERATEURS SOUMIS AUX NOUVELLES VALEURS LIMITES DE L'UNION EUROPEENNE

RAPPORT FINAL

Lettre de commande MATE 24/2001

Septembre 2001

Responsables des travaux : Eléna Nerrière et Denis Zmirou

Adresse pour correspondance :
Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé publique - Unité INSERM 420 - Faculté de Médecine - BP 184 -
9 avenue de la Forêt de Haye - 54505 VANDOEUVRE les NANCY Cedex - F

Siège social : Département de Santé Publique, Faculté de Médecine - Domaine de la Merci - 38706 LA TRONCHE
Déclaration Préfecture n° 0381017367 - 8 décembre 1988

Résumé

L'objectif principal de l'étude est de fournir une estimation quantitative des risques sanitaires liés aux rejets atmosphériques d'un incinérateur-type répondant aux nouvelles normes d'émission définies par l'Union européenne (JOCE du 28.12.2000). Pour cela, et en vue de faciliter les comparaisons, l'approche a suivi fidèlement celle adoptée dans le rapport publié en 1999 par le Société Française de Santé Publique. Les constituants de ces rejets étant potentiellement nombreux, quelques polluants " traceurs " ont été sélectionnés sur la base des critères suivants : leur nature chimique, leur toxicité, et leur relative spécificité par rapport à la source considérée. Les polluants ou familles de traceurs choisis sont : mercure, cadmium, arsenic, chrome, plomb, dioxines et particules en suspension.

L'étude ayant un objectif de caractère général, le choix de la population d'étude est indifférent. En vue de simplifier l'exercice, a été choisie comme configuration-type la situation du bassin de population de l'agglomération de Bourgoin-Jallieu, dans le nord du département de l'Isère. Ce site a fait l'objet d'un projet de recherche dans le cadre du programme " Santé-déchets " financé par l'ADEME en vue de caractériser l'impact des émissions de dioxines par une UIOM récemment modernisée, et d'importants travaux de modélisation ont donc déjà été réalisés par ailleurs[1] ; un ensemble de données y avait été collecté, qui a facilité la réalisation de la présente étude. De plus, le contexte d'une agglomération urbaine de moyenne taille (population totale du domaine d'étude = 104 225 habitants) offrait l'avantage de rendre réaliste un scénario d'exposition comportant des cultures vivrières locales qui représentent souvent une voie d'exposition prédominante. Cette application s'est faite en accord avec les autorités municipales et le syndicat responsable de l'UIOM ; moyennant quoi, le programme a comporté un complément, présenté en annexe du rapport, visant à évaluer les risques liés au niveau d'émission de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu, au cours de la période récente (1996-2000), pour les mêmes polluants-traceurs.

Les concentrations ambiantes attribuables ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants (modèle gaussien APC3 d'ARIA Technologies) à partir des caractéristiques météorologiques locales. Le logiciel CalTOX , outil multimédia de modélisation des transferts de polluants dans les sols et la chaîne alimentaire, a été utilisé pour estimer la contamination des milieux et la dose de polluants ingérée directement et lors de la consommation des aliments produits localement. Les risques induits ont été calculés, pour les polluants traceurs disposant de valeurs d'excès de risque unitaire ou équivalent (dioxines, Cd, Ni, As, Cr et particules fines : calculs de *risques*) ; les expositions (atmosphériques ou totales, après pénétration dans les sols et la chaîne alimentaire) ont été comparées aux valeurs de référence de la réglementation ou de la littérature spécialisée pour les polluants traceurs disposant de valeurs d'exposition ou d'immission ambiantes de référence (dioxine, Pb, Cd, Hg : calcul de *ratios de danger*). Pour chaque traceur a été estimé le risque moyen pour l'ensemble de la zone d'étude, ainsi que le risque correspondant à la zone de retombée maximale du panache de l'usine ; les calculs équivalents ont été réalisés pour les ratios de danger.

Lorsque les émissions atmosphériques des UIOM respectent les nouvelles normes fixées par la Directive de décembre 2000, les risques associés sont toujours faibles, avec des estimations du risque de cancer, vie entière, inférieur à 10^{-5} pour tous les métaux carcinogènes, et inférieurs à 10^{-4} pour les dioxines, y compris en intégrant la voie d'exposition par ingestion de productions alimentaires locales, selon un scénario péjoratif ; pour les particules fines, l'impact sur la survie est négligeable, au maximum de l'ordre d'une perte de 5 jours sur 15 ans, dans le scénario le plus pessimiste. Les ratios de danger sont toujours inférieurs à 1, le plus souvent très nettement.

Ces résultats confortent, d'un point de vue sanitaire, les normes d'émissions atmosphériques que vient d'adopter l'UE pour les UIOM. Cela est important pour éclairer le débat public sur la réalité et l'ampleur des risques sanitaires associés aux installations modernes d'incinération des déchets ménagers. On notera bien que toutes ces estimations sont fondées sur l'état des connaissances scientifiques du moment, qui fixent des valeurs de référence à partir des faits toxicologiques ou épidémiologiques établis ou fortement suspectés. Elles ne préjugent pas de l'évolution future des connaissances scientifiques.

Le cas de Bourgoin-Jallieu étudié à titre d'exemple confirme que les niveaux de risques sont également faibles car proches des valeurs trouvées pour les normes de l'UE, sauf en ce qui concerne les dioxines ; les émissions relativement élevées dans ce cas et largement supérieures au seuil de 0,1 ng/m^3 qui vient d'être retenu par la nouvelle directive européenne (valeur maximale de 9 ng/m^3 au cours des 5 dernières années), conduisent en effet, principalement par exposition indirecte associée à la contamination de la chaîne alimentaire après dépôt des polluants au sol dans le voisinage, à des excès de cancers de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-2} sur une vie entière.

---

[1] Etude des émissions de dioxines d'une UIOM et de leur transfert dans l'environnement et les chaînes alimentaires (coordonnateur : JM Blanchard, LAEPSI).

SOMMAIRE

Introduction p 4
Matériel et méthodes p 5
A- Identification des dangers des polluants “ traceurs ” émis lors de l’incinération des déchets p 5
B- Evaluation de l’exposition p 6
1- Principes p 6
1.1 Exposition par inhalation p 6
1.2 Exposition par ingestion p 6
2- Modélisation de l’exposition p 7
2.1 Exposition par inhalation p 7
2.1 Exposition par ingestion p 8

3- Données utilisées p 9
3.1 En matière d’émissions p 9
3.2 En matière de population p 10
3.3 En matière de météorologie p 10
3.4 En matière de population p 10

4- Caractérisation du risque p 11
4-1 Polluants à effet cancérogène ou à effet systémique sans seuil p 11
4-2- Polluants à effet systémique p 11
4-3 Exposition par les 2 voies p 12

Résultats p 12
1- Immissions attribuables à l’usine d’incinération p 12
2- Estimation des expositions et des risques p 12

Discussion p 15
1- Discussion méthodologique p 15
1-1 Choix du site de Bourgoin-Jallieu p 15
1-2 Hypothèses de calcul p 16
1-3 Outils de modélisation p 16
1-4 Polluants traceurs p 16
2- Interprétation des résultats p 17

Conclusion p 17

Bibliographie p 18
Glossaire p 19
Annexe I : Liste et population des communes du territoire d’étude p 20
Annexe II : Résultats pour l’UIOM de Bourgoin-Jallieu p 21

INTRODUCTION

La présente étude a pour objectif principal de fournir des estimations quantitatives du risque lié aux rejets atmosphériques des incinérateurs de déchets ménagers modernes répondant aux normes d'émission récemment édictées par l'Union Européenne. En complément, et à la demande de l'ADEME et des autorités locales, cette démarche d'évaluation du risque sera conduite sur les données réelles d'émission de l'UIOM, telles qu'elles sont mesurées dans le cadre de la surveillance des émissions et dans le cadre de la recherche conduite in situ[1]. Pour ce faire, les étapes classiques composant la démarche d'évaluation du risque [NRC 1983, Covello & Merkhofer 1993] sont suivies, ainsi que le prévoient les dispositions relatives au volet sanitaire des études d'impact [InVS 1999] :

1) ***l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers,*** qui consiste en la détermination des effets néfastes des polluants émis. Cette étape comporte donc le choix de polluants 'traceurs du risque' et l'inventaire, à partir de sources d'information scientifiques, des " valeurs toxicologiques de référence ", grandeurs caractérisant les relations dose-effet des polluants retenus;
2) ***l'évaluation de l'exposition*** consiste à déterminer les doses (internes ou externes suivant les cas) ou les concentrations dans les milieux avec lesquels l'homme entre en contact, ainsi que les voies d'exposition (orale, respiratoire ou cutanée), le nombre et les caractères des personnes exposées ;
3) ***la caractérisation des risques*** correspond à la synthèse des informations issues des étapes précédentes, sous la forme d'une expression quantitative et qualitative du risque (amplitude du risque encouru par les divers segments de la population). Cette synthèse peut s'exprimer selon les cas en termes d'excès de risque individuel moyen, d'impact (ou d'excès de risque collectif), ou encore de distribution dans la population de ratios de danger (ratio entre des expositions et des valeurs jugées sans danger, telles que DJA, MRL…).

Les deux premières parties de la démarche d'évaluation de risque sont principalement de nature toxicologique. L'objectif est d'identifier, pour une substance chimique (ou biologique) et une voie d'exposition données, l'effet sanitaire lié au contact, et d'estimer la probabilité de survenue en fonction de la dose administrée. La " Valeur Toxicologique de Référence " [InVS 1999] résume l'information sur le " danger " et, combinée à la mesure de l'exposition, permet de caractériser le risque sanitaire. Dans le cadre de ce travail, les données issues du rapport de 1999 seront utilisées et actualisées s'il y a lieu.

On distingue conventionnellement deux grand types d'effets chroniques :

1) Les effets non cancérigènes procédant par des mécanismes non génotoxiques (et non mutagènes) : ces effets dits *systémiques* sont considérés comme ne survenant que si une certaine dose d'exposition est atteinte et dépasse les capacités de détoxication de l'organisme. Selon cette approche, il existe un seuil d'exposition en dessous duquel le danger ne peut pas se manifester. Au contraire, lorsque l'exposition est élevée peut s'exprimer 'le danger', par atteinte rénale, hépatique ou neurologique de certains métaux par exemple.
2) Les effets cancérigènes génotoxiques (et mutagènes) : ils ne sont pas considérés comme régis par un phénomène de seuil et peuvent apparaître quelle que soit la dose d'exposition. Dans ce cas, il existe une probabilité, infime mais non nulle, que l'effet se développe si une seule molécule pénètre dans le corps humain. Les effets réputés sans seuil résultent souvent de mécanismes de mutation génétique pouvant entraîner des tumeurs solides (cancer du poumon par exemple) ou des hémopathies malignes (leucémies). Plus la dose d'exposition est forte, plus grande est la probabilité que le danger s'exprime. Mais d'autres effets que des cancers peuvent aussi apparaître sans seuil (tératogènes s'il s'agit de cellules germinales, ou manifestations inflammatoires non liées à des mécanismes génétiques, comme cela est le cas pour les manifestations associées à une exposition aux particules atmosphériques).

La relation dose-réponse est représentée par un indice, la Valeur Toxicologique de Référence dont la nature diffère selon l'effet :

1) **Effet cancérigène ou sans seuil** pour lequel on définit un Excès de Risque Unitaire (ERU) : augmentation de la probabilité de l'effet sanitaire par unité d'augmentation de l'exposition. Pour le risque cancer, cet excès est conventionnellement calculé sur une vie entière (70 ans) ; pour d'autres effets, la durée est à préciser au cas par cas.

2) **Effet systémique** pour lequel sont définies des doses ou concentrations de référence jugées sans danger, compte tenu des connaissances scientifiques du moment ; il s'agit de valeurs limites d'exposition (MRL en anglais - Minimum Risk Levels), de Doses Hebdomadaires Tolérables (DHT), de Doses Journalières Admissibles (DJA) ou de Concentrations Admissibles dans l'Air (CAA). Ces indices sont déterminés, selon différentes procédures de calcul, à partir des Doses Sans Effet Nocif Observé (DSENO) ou des Doses Minimum avec Effet Nocif Observé (DMENO) constatées généralement chez l'animal.

Des organisations nationales ou internationales éditent des monographies qui présentent l'intérêt de faire une synthèse des connaissances acquises sur les produits chimiques et leur toxicité. On peut citer parmi les plus connues, l'US-EPA, l'ATSDR, l'OMS et ses agences spécialisées (CIRC et IPCS). Au niveau européen, on dispose des listes élaborées par l'Union Européenne et, au niveau national, ou par la Commission de Toxicovigilance et le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Des bases de données existent sur support informatique, accessibles en ligne (via le réseau Internet) ou sur CD-ROM.

MATERIEL ET METHODE

A- Identification des dangers des polluants " traceurs " émis lors de l'incinération des déchets

Les données bibliographiques rassemblées dans le cadre du document de synthèse sur l'incinération de 1999 restent d'actualité, pour l'essentiel. Les données concernant les dioxines seront révisées compte tenu de la publication récente d'un rapport de débat public de l'US-EPA[2].

Dans le cadre d'une évaluation du risque sanitaire à long terme, tous les polluants émis lors de l'incinération ne peuvent être pris en considération car leurs conséquences sanitaires sont fort disparates et, pour nombre d'entre eux, mal connues. Il convient donc de sélectionner certains polluants qui seront qualifiés de 'traceurs'. Les paramètres de choix retenus dans le document de 1999 ont été les suivants [SFSP 1999] :

1) **l'importance des émissions** en valeur absolue (par rapport aux quantités émises) et en part relative par rapport à d'autres sources (ce qui permet de choisir des traceurs plus spécifiques). Ici, ces émissions seront fixées au niveau des futures normes de l'UE, en raison de l'objectif du travail.
2) **les connaissances disponibles sur leur nocivité** qui se traduisent par les " Valeurs Toxicologiques de Référence ".
3) afin de couvrir une gamme diversifiée de " traceurs " du risque, sont considérés des polluants organiques et inorganiques, cancérogènes ou non cancérogènes, présents en phase particulaire et/ou gazeuse, et dont **les paramètres du danger** s'expriment soit avec des excès de risques unitaires soit avec des valeurs seuil.

Selon ces critères, les traceurs proposés sont présentés dans le tableau 1, qui indique les types d'effets sanitaires et les voies d'exposition pris en considération. Un polluant peut, bien sûr, se manifester par d'autres effets que ceux résumés ici, mais qui n'ont pas guidé le choix des traceurs. Le tableau 2 résume l'ensemble des VTR qui seront utilisées pour cette évaluation du risque. Ces valeurs sont issues de diverses bases de données ou documents, jugés les plus pertinents pour cet objet. L'effet sanitaire critique est précisé, s'il y a lieu. Pour les VTR exprimées en Excès de Risque Unitaire, il s'agit toujours de cancer, sauf pour les particules.

[2] US-EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Juin 2000 (document provisoire soumis à débat public).

Tableau I :Choix des polluants traceurs du risque sanitaire lié à l'incinération

Polluant	Effet sans seuil*		Effet avec seuil	
	Voie respiratoire	Voie orale	Voie respiratoire	Voie orale
Dioxines	✓	✓	-	✓
Particules (PM$_{10}$ ou PM$_{2.5}$)	✓	-	-	-
Plomb	-	-	✓	✓
Arsenic	✓	✓	✓	✓
Cadmium	✓	-	✓	✓
Nickel	✓	-	-	-
Chrome	✓	-	-	-
Mercure	-	-	✓	✓

* Tous les polluants dans cette catégorie augmentent le risque de cancer, sauf les particules qui sont considérées ici pour leur effet sur la survie (les causes de décès pouvant être cardiorespiratoires ou cancéreuses).

Tableau II : Valeurs Toxicologiques de Référence des polluants traceurs retenus

Polluant	Excès de Risque Unitaire (ERU)		Dose ou Concentration de référence
	Inhalation	Ingestion	
Dioxines	/	5.10^{-3} $(pg/kg.j)^{-1}$ (EPA, 2000*)	DJA ou MRL = 1 pg/kg.j (OMS/CSHPF/ATSDR)
Poussières	Survie à15 ans 1,1 $(10\ \mu g/m^3)^{-1}$ (Dockery, Pope)	/	30 $\mu g/m^3$ (UE)
Plomb	/	/	0,5 $\mu g/m^3$ (neurologique, OMS) DHT= 25 µg/kg (neurologique, FAO/OMS)
Arsenic	$4,3.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$ (IRIS)	1,5 $(mg/kg.j)^{-1}$ (IRIS)	DJA = 2 µg/kg/j (OMS) MRL $_o$ = 0,3 µg/kg.j (cutané, ATSDR)
Cadmium	$1,8.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$ (IRIS)	ND	5 ng/m^3 (OMS) MRL $_o$= 2.10^{-1} µg/kg.j (rénal, ATSDR)
Nickel	3,4 $(\mu g/m^3)^{-1}$ (IRIS)	/	/
Chrome*	4.10^{-2} $(\mu g/m^3)^{-1}$ (UE)	/	/
Mercure	/	/	MRL=0,2 µg/m3 (neurologique, ATSDR)

Légende : CSHPF : avis du 17/09/97 * il s'agit du Cr6

EPA : provisoire, juin 2000 ; chap 5.4, p 96
Dockery et al 1993 ; Pope et al 1995.
IRIS : base de données de l'EPA sur la toxicité des substances chimiques
FAO/OMS : JECFA 1983 (Dose Hebdomadaire Tolérable)
MRL : Minimum Risk Level de l'ATSDR (inh= inhalation, o= oral)
ND : donnée non disponible
OMS/CSHPF/ATSDR : recommandation OMS retenue par le CSHPF en 1998 ; valeur identique arrêtée par l'ATSDR (1999)
OMS : Air Quality Guidelines, second edition, 2000
Rfd : Reference Dose
UE : Directive fille d'avril 1999

La cas des dioxines nécessite un commentaire. En 1998, l'OMS a fixé une Dose Journalière Admissible (DJA) de 1 à 4 pg/kg.j, 4 étant la DJA à respecter et 1 l'objectif à atteindre, valeur fondée sur la Dose Sans Effet cancérogène chez le rat ainsi que sur d'autres cibles toxicologiques telles que la reproduction et les effets immunitaires. Plusieurs pays, dont la France, ont fixé une DJA de 1 pg/kg.j [CSHPF 1998]. Selon ce point de vue, les dioxines connaissent un niveau d'exposition sans danger. L'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA) a un point de vue différent. Elle considère que les HAPC agissent en cancérogènes "complets", donc sans seuil, et le document provisoire publié en 2000 par l'agence a actualisé (et accru) l'estimation du risque unitaire qui avait été proposé en 1994 (et utilisé dans le rapport de la SFSP en 1999) ; c'est cette dernière valeur qui sera utilisée dans les calculs de risque, selon " l'approche EPA ". Dans la suite de ce travail, les deux approches (OMS et US-EPA) seront exposées, sans prétendre les départager. Rappelons cependant que les valeurs proposées par l'US EPA ne sont toujours pas officielles à ce jour, et sont contestées par les experts de l'OMS qui ont jugé plus fondé de fournir des valeurs de dose sans effet.

B- Evaluation de l'exposition

1- Principes

L'exposition des personnes vivant au voisinage d'une installation industrielle émettrice d'effluents dans l'atmosphère, comme un incinérateur, peut se produire directement, par inhalation des polluants transférés dans l'air ou ingestion de poussières déposées sur le sol, ou par voie indirecte par la chaîne alimentaire [SFSP 1999].

1.1 Exposition par inhalation

Cette voie d'exposition dépend, pour chaque polluant, de la localisation relative du site et des populations, en regard de la direction des vents dominants. Les caractéristiques d'urbanisation (zone d'habitat, de commerce ou industrielle, lieu " sensible " - école…) affectent aussi la distribution des expositions. Si les taux de pénétration dans les locaux influencent également les expositions, les études d'impact font habituellement l'hypothèse d'équilibre des concentrations à l'extérieur et dans les bâtiments. Les concentrations ambiantes peuvent être mesurées par des capteurs, mais seuls des polluants spécifiques de l'émission permettent alors de s'affranchir du " bruit de fond " ; elles peuvent aussi être modélisées, en vue d'estimer les immissions " attribuables " à la source d'émission.

1.2 Exposition par ingestion

Il convient de distinguer deux voies potentielles d'exposition par ingestion : une directe par le biais de l'ingestion de poussières ou de sols contenant les polluants s'y étant déposés, et une voie indirecte par le transfert des contaminants au travers de la chaîne alimentaire et, éventuellement, de l'eau.
Des études expérimentales ont estimé la part de poussières et de sols ingérés par les personnes exposées, pour différentes tranches d'âge. Dans son " Exposure factors handbook ", l'US-EPA fournit des valeurs de recommandations quant aux quantités moyennes de sol ingérées par les adultes et par les enfants. Cette voie d'exposition, qui n'avait pas été prise en compte dans le travail de 1999, pourra être intégrée dans la présente étude.
Certains contaminants chimiques émis par diverses activités industrielles peuvent être transférés, voire concentrés le long des chaînes alimentaires. Ils doivent pour ceci présenter un caractère " bio-cumulatif ", c'est-à-dire s'accumuler, sans être dégradés, dans les êtres vivants, végétaux et animaux, à partir du milieu dans lequel ils vivent (eau, air et sol) [SFSP 1999].

2- Modélisation de l'exposition

2-1- Exposition par inhalation

L'objectif est de calculer les concentrations ambiantes dans l'air des polluants émis par l'usine et auxquels les populations sont exposées. Ces calculs ont été effectués par la Société ARIA Technologies dans le cadre du

programme de recherche sur les dioxines qui a impliqué le Réseau Santé Déchets. ARIA Technologies utilise le modèle de dispersion APC3 (Air Pollution Contrôle version 3.1), logiciel réalisé par ARIA Technologies et le Centre de Recherches Thermiques et Nucléaires de ENEL Spa, dont les données d'entrée permettent de prendre en compte :

5 années de données météorologiques tri-horaires qui précisent la nébulosité, la vitesse et la direction du vent, la température,

la topographie du site,

la surhauteur de la cheminée (vitesse et température d'éjection),

la vitesse de dépôt sec suivant le polluant :

Métaux Lourds Totaux (MLT) : $5.00.10^{-3}$ m/s

Poussières Totales en Suspension (PTS) : $8,00.10^{-3}$ m/s

Dioxines (TCDD) : $2,07.10^{-3}$ m/s

le calcul de la vitesse de chute des particules MLT et PTS (densité, diamètre)

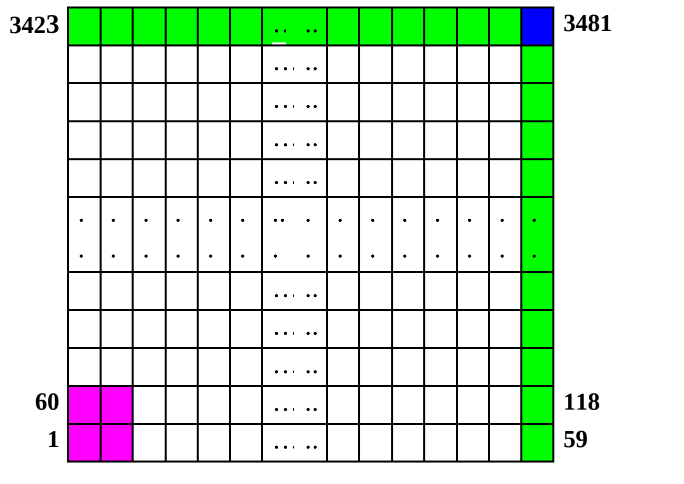
l'appauvrissement du panache,

la réflexion du sol.

APC3 d'ARIA fournit une cartographie suivant la dispersion du polluant, à laquelle il est possible de faire correspondre la répartition de la population. Le degré de résolution pour le calcul des concentrations attribuables est de 360 m. A chaque maille ainsi déterminée correspond une valeur d'immission attribuable dont la valeur exacte figure dans un fichier Excel. Ces mailles, très petites ont été regroupées par 4 : le domaine d'exposition constitue ainsi un carré de 30 mailles de côté (mailles de 600 m).

Un maillage identique (soit un carré de 30 mailles de côté) du plan des communes concernées est opéré, afin de déterminer au prorata des surfaces concernées, la population résidant au sein de chaque cellule. La superposition des deux quadrillages met en regard immissions attribuables et population exposée, permettant d'estimer une exposition par voie d'inhalation.

Exemple : mailles n° 1,2,60,61 ⇨ maille n° 1 (voir Figure 1 ci-dessous) L'immission attribuable correspondant àla nouvelle maille n°1 est la moyenne de celles des 4 mailles qui la composent.



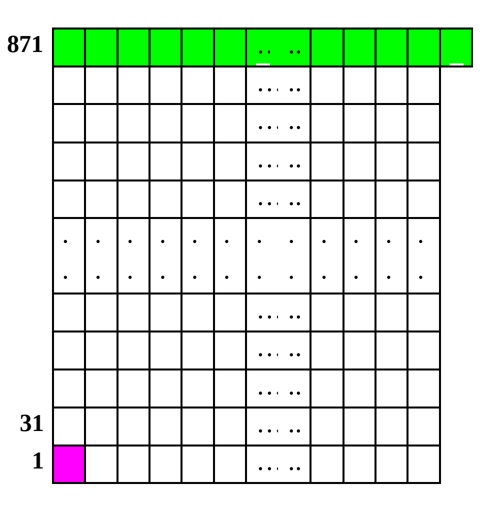


Figure 1 : Maillage du domaine d'étude

2-2 Exposition par ingestion

L'estimation de cette exposition s'effectue à partir des données de dépôt surfacique obtenues grâce au modèle APC3. Ces dépôts sont calculés, par maille, pour chaque polluant en fonction de sa vitesse de déposition. Ces dépôts surfaciques journaliers moyens permettent d'apprécier la quantité de polluant déposé sur le sol (voie d'exposition par ingestion directe) et sur les zones de culture concernées par les domaines d'étude (voie d'exposition par ingestion indirecte).

Ces données sont utilisées pour estimer, à l'aide d'un logiciel CalTOX d'évaluation de risque lié à la pollution des sols, les concentrations par transfert dans les aliments végétaux ou animaux consommés par la population.

- Exposition par ingestion directe

Le logiciel CalTOX, en fonction de divers paramètres liés aux caractéristiques physico-chimiques du polluant considéré et aux caractéristiques du sol en question, convertit le dépôt surfacique en concentration dans les poussières du sol. Puis, en fonction de divers facteurs d'exposition, dont la quantité moyenne de poussières de sol ingérées, il calcule la dose moyenne quotidienne de polluant ingérée par un sujet exposé. Le résultat final fourni par CalTOX, exprimant la dose moyenne quotidienne de polluant absorbé par ingestion, tient donc compte de cette voie d'absorption.

La valeur relative à la quantité de sol absorbée par un adulte proposée par défaut par CalTOX ($3{,}5.10^{-7}$ kg/kg pc/j), a été modifiée en référence au document de l'EPA "Exposure factors handbook" (EPA 1996). La quantité moyenne de sol ingérée par un adulte est de 50 mg/j de sol, ce qui ramené à un poids de 70 kg, donne une quantité moyenne de sol absorbée de $7{,}14.10^{-4}$ kg/kg pc/j.

- Exposition par ingestion indirecte

Dans cette approche, chaque habitant est supposé consommer une part des aliments issus d'une production locale. Une partie des polluants émis contaminent les produits cultivés par les habitants. Le logiciel CalTOX permet d'évaluer la contamination théorique de la chaîne alimentaire par ces polluants. Ce logiciel est un outil multimédia de référence, utilisé notamment par l'agence californienne de l'US-EPA pour l'estimation des expositions et des risques associés à des sols contaminés. Le résultat fourni par le modèle est une dose journalière d'exposition exprimée en milligramme par kilogramme de poids corporel et par jour (mg/kg pc/j). Pour le détail des composantes et étapes de calcul de CalTox, se référer au rapport initial de la SFSP.

La dose de polluant obtenue par cette modélisation représente l'exposition indirecte due à l'ingestion d'aliments contaminés par les retombées atmosphériques sur les cultures des émissions de l'UIOM. Si CalTOX s'avère approprié pour la modélisation des transferts de polluants organiques du sol vers les aliments (tels que les dioxines dont les paramètres sont programmés, sans qu'on puisse distinguer les différents congénères), il n'en est pas de même pour les métaux volatils comme le mercure : les concepteurs du logiciel mettent en garde contre une telle utilisation. De nombreux paramètres doivent être modifiés afin d'adapter le logiciel en vu d'estimer les doses de certains des métaux considérés. Les concepteurs du logiciel ont récemment travaillé à l'adaptation de ces divers paramètres dans les feuilles de calcul, afin de pouvoir élargir son champ d'application à ces toxiques inorganiques peu volatils[3].

L'enquête alimentaire de l'INSEE [Bertrand 1993] fournit des données régionales indiquant que la proportion de ménages qui cultivent un jardin potager est de 51,2 % où est implantée l'usine (ménage composé en moyenne de 2,54 personnes). Le total des habitants (voir infra) est ainsi rapporté au nombre de ménages auquel il suffit d'appliquer le pourcentage respectif de ménages cultivant un jardin potager. Cette étude de l'INSEE précise également la surface moyenne consacrée à cette culture soit 350 m², dans les petites unités urbaines. Il est donc possible de déterminer la part au sein du domaine occupée par ces jardins potagers, soit 7324360,784 m^2. Les données de consommation individuelle moyenne de produits alimentaires (en kilogramme par semaine et par personne) pour l'ensemble de la population sont regroupées dans le Tableau III selon les différentes catégories prises en compte par le logiciel et traduites en kilogrammes par kilogrammes de poids corporel et par jour ; le poids moyen d'une personne est arrêté à 62 kg, quel que soit l'âge et le sexe.

Les dépôts surfaciques obtenus grâce au modèle APC3 d'ARIA Technologies sont exprimés en unité de grammes par mètre carré et par seconde, il faut donc les convertir en moles par jour qui est l'unité d'entrée dans CalTOX. On calcule la masse totale de substance qui se dépose sur la surface du sol en supposant que cette masse se répartit de façon homogène sur l'aire totale de culture.

---

[3] Communication personnelle T. McKone et R. Maddalena, mai 2000.

Tableau III :Données de consommation moyenne de produits alimentaires pour l'ensemble de la population française [CREDOC 1998]

Catégorie d'aliments	kg / pers / sem	kg/ kg pc / j
Fruits et légumes	2,04	$4{,}70.10^{-3}$
Produits céréaliers	1,43	$3{,}29.10^{-3}$
Produits laitiers	1,81	$4{,}17.10^{-3}$
Viande	0,68	$1{,}57.10^{-3}$
Œufs	0,14	$3{,}23.10^{-4}$
Poissons	0,18	$4{,}15.10^{-4}$
Liquides	6,81	$1{,}57.10^{-2}$

Le calcul du risque sanitaire pourrait être effectué en se plaçant dans des conditions vraiment pessimistes, en supposant que les riverains de ces domaines d'étude ne mangent que des produits cultivés sur place. Mais il est plus intéressant, puisque l'on dispose de certaines données, de se placer dans des conditions réalistes et d'intégrer la part qui est "autoproduite" dans la consommation alimentaire. Le risque attribuable est donc lié à l'apport de toxique par la consommation de produits locaux atteints par les retombées de l'usine. Selon une enquête de l'INSEE [Dubeaux 1994], 12 % des fruits, 27 % des légumes, 16 % des volailles et 17 % des œufs du régime alimentaire français sont autoproduits. Le Tableau IV résume par catégorie d'aliments, la répartition de la consommation selon l'origine locale.

Tableau IV : Pourcentage de consommation d'aliments produits localement [Dubeaux 1994]

Catégorie d'aliments	Part de produits locaux en %
Fruits et légumes	21,3
Fruits	12
Légumes	27
Produits céréaliers	0
Produits laitiers	0
Viande	4,5
Volaille	16
Œufs	17
Poissons	0
Liquides	0

3- Données utilisées

3.1 En matière d'émissions

Les émissions ont été fixées au niveau des normes de la Directive de l'UE (JOCE du 30.5.2000, tableau V). Malheureusement, et contrairement aux recommandations formulées dans le rapport de la SFSP en 1999, ces normes concernent, pour certains paramètres, des familles de polluants plutôt que des valeurs propres à chaque polluant isolément. Ainsi, le cadmium est regroupé avec le thallium (valeur limite d'émission totale = 0,05 mg/m^3) ; une grande 'famille' de 9 paramètres regroupe l'antimoine, l'arsenic, le plomb, le chrome, le cobalt, le cuivre, le manganèse, le nickel et le vanadium (valeur limite d'émission totale = 0,5 mg/m^3). Ceci rend impossible la traduction directe en terme de valeurs d'émission pour des toxiques singuliers. Pour pallier ce défaut, des estimations ont été faites du poids relatif des différents traceurs de risque retenus pour ce travail, au sein de sa famille. Grâce au concours de la FNADE, a été réalisée une analyse statistique des concentrations des polluants métalliques mesurés dans le cadre de la surveillance des émissions pour 14 installations déjà conformes à la nouvelle Directive en 1999 et 2000 dans la 'famille' des 9 paramètres ; ceci a permis de déterminer un poids relatif (en %) qui a ensuite été appliqué à la valeur limite de la Directive. Pour la 'famille' cadmium + thallium,

la valeur limite a été affectée en totalité au Cd. On notera que tous les paramètres spécifiés dans cette Directive n'ayant pas été mesurés dans le passé, cette procédure tend à produire des valeurs légèrement majorées pour les polluants pris en compte dans ce travail. Bien que cela ne soit pas spécifié par la Directive, les poussières émises sont assimilées ici à des particules fines PM2.5, ce qui est le plus vraisemblable, compte tenu de la qualité des dépoussiéreurs requis pour atteindre cette performance d'épuration. C'est de plus pour cette fraction granulométrique que l'on dispose des données épidémiologiques sur l'impact sanitaire des particules, à long terme.

Dans les calculs complémentaires, en revanche, sont prises en considération les valeurs mesurées à l'émission lors des campagnes de surveillance entre 1996 et 2000 ou lors des échantillonnages réalisées dans le cadre du programme de recherche conduit in situ sur les dioxines (source : Syndicat Intercommunal de Traitement des Ordures Ménagères Nord-Isère et campagnes de contrôle de l'APAVE). Les résultats relatifs aux émissions actuelles de l'usine seront présentés en annexe.

Tableau V : Valeurs limites d'émission pour les polluants traceurs du risque (JOCE du 28.12.2000 et estimations*) (les concentrations sont exprimées en µg/Nm^3 sauf les dioxines, en ng/Nm^3 I-TEQ)

	Dioxines	*Plomb*	*Cadmium*	*Mercure*	*Nickel*	*Arsenic*	*Chrome*	PT=PM2.5
Normes* UE 2000	0,1	*$2,5.10^2$*	*5.10^1*	*5.10^1*	*5.10^1*	*1.10^1*	*3.10^1*	1.10^4

***** en italique, les traceurs pour lesquels les valeurs limites ont été estimées [UE 2000]

L'UIOM de Bourgoin-Jallieu a été mise en route en janvier 1996 dans sa configuration actuelle. Elle opère pour 6 syndicats, 111 communes regroupant 210 000 habitants, et a une capacité de 79 000 T/an d'OM. Elle comporte 2 fours de 5 et 6 T/h, avec une température d'incinération respectivement de 900 à 1000° C et 1000 à 1100° C.

3.2 En matière de population

Les données de population sont issues du Recensement Général de la Population de 1999 qui permet de disposer de données de densité par communes fournies par l'INSEE. Dans l'ensemble du territoire sur lequel a été modélisée la dispersion des polluants émis par l'UIOM, c'est à dire un territoire carré de l'ordre de 21 km de côté, 117 communes ont été recensées, totalisant une population potentiellement exposée de 104 225 habitants. Les données de population utilisées figurent en annexe. On procède au maillage (carré de 30 mailles de côté) du plan des communes et quartiers concernées par le domaine, comme indiqué plus haut, afin de déterminer, au prorata des surfaces concernées, la population résidant au sein de chaque cellule.

3.3 En matière de météorologie

La rose des vents locale est estimée à partir de données tri-horaires de cinq années émanant de Météo-France.

3.4 En matière d'alimentation

Les données de consommation individuelle sont issues de l'enquête ASPCC (Association Sucre et Produits sucrés, Communication, Consommation) [CREDOC 1998]. Elles prennent en compte l'ensemble des prises, qu'elles soient à domicile ou hors foyer, de 1 500 individus représentatifs de la population française. Réalisée en 1993 et 1994, cette enquête nationale est fondée sur un recueil des consommations alimentaires sur carnet individuel pendant sept jours consécutifs.

Les informations concernant la part des aliments consommés issue d'une autoproduction locale, et la surface de terrain qui est en moyenne consacrée à leur culture, proviennent des données de l'enquête alimentaire conduite par l'INSEE en 1991 [Bertrand 1993].

4- Caractérisation du risque

La dernière étape repose sur l'utilisation des résultats des étapes précédentes. Les informations issues de l'évaluation de l'exposition des cibles et de la toxicité des substances sont synthétisées et intégrées sous la forme

d'une expression qualitative et quantitative du risque. La procédure d'estimation du risque s'applique différemment selon la nature des effets sanitaires. Doivent être distingués les polluants dont les effets apparaissent sans seuil connu et ceux pour lesquels un seuil de nocivité a pu être déterminé.

4-1 Polluants à effet cancérogène ou à effet sans seuil

Les polluants concernés sont : cadmium, nickel, arsenic, chrome (cancer), dioxines (cancer, selon l'approche US-EPA retenant un risque sans seuil d'exposition), et particules (réduction de la vie, sur 15 ans). Il est dans de cas possible d'estimer un risque qui représente une probabilité de survenue des effets délétères chez un individu ou dans une population ou, pour les particules, la réduction moyenne de la durée de vie. Ces risques sont estimés sur une durée qui, par convention, est " la vie entière " pour les cancérogènes (en pratique 70 ans), et qui est de 15 ans pour l'effet des particules sur la survie, car les études réalisées sur ce sujet ont pu suivre des populations pendant une telle durée.

- **Risque par inhalation**

Dans le périmètre d'exposition, le risque vie entière par inhalation est :
$\mathbf{R_{inh} = ERU_{inh} \times CAA}$, où :
CAA = Concentration Ambiante Attribuable
$\mathbf{ERU_{inh}}$ = Excès de Risque Unitaire d'inhalation : c'est l'excès de risque pour un individu lorsqu'il est exposé à une unité de polluant (*sources* : base de données IRIS ou études américaines sur l'effet chronique des particules [RR]).

- **Risque par ingestion**

Le risque vie entière par ingestion est :
$\mathbf{R_{inh} = ERU_{ing} \times dose}$
dose = dose journalière ingérée (apport quotidien alimentaire calculé par CalTOX)
$\mathbf{ERU_{ing}}$= Excès de Risque Unitaire voie orale

- **Risques liés aux émissions de traceurs exerçant une même toxicité par les 2 voies**

Ce calcul s'effectue lorsque le polluant étudié conduit au même effet nocif par les deux voies d'exposition. C'est le cas des dioxines et de l'arsenic. Le calcul de risque total est alors : R = Rinh + Ring.

4-2- Polluants à effet systémique (" à seuil ")

Pour les effets non cancérogènes, la possibilité de survenue d'un effet toxique chez la cible ne s'exprime pas par le calcul d'une probabilité. Pour ces polluants, il s'agit de comparer l'exposition attribuable à l'UIOM à des valeurs de références publiées dans la littérature (concentrations limites dans l'air ou Doses journalières admissibles, toutes voies d'exposition confondues). Cette comparaison se fait par le calcul du Ratio de Danger (Rdg), rapport des expositions attribuables aux valeurs de référence. Les polluants traceurs concernés sont : dioxines (approche OMS et CSHPF), cadmium (néphrotoxicité), plomb et mercure (neurotoxicité). On notera que les dioxines et le cadmium sont présents dans les deux catégories de polluants, et figureront dans les tableaux de résultats avec des estimations de risque et de ratio de danger. S'agissant des dioxines, on rappelle que les approches retenues par l'OMS (et le CSHPF) et celle de l'US-EPA se différencient, sans que le présent travail ait pour prétention de départager les deux logiques.

- **Impact par inhalation**

L'impact sanitaire d'un polluant i à toxicité systémique, pour lequel il existe une valeur de référence (Rfd ou MRL), s'évalue directement par le ratio Rdg entre l'immission attribuable et cette référence :
$\mathbf{Rdg_o = CAA_i / Rfd_i}$
Si Rdg est supérieur à 1, cela implique que l'exposition est supérieure à la valeur de référence. Ce dépassement ne représente pas systématiquement un danger car les valeurs de référence utilisées comportent parfois des marges de sécurité importantes.

- **Impact par ingestion**

Le même principe s'applique pour la voie indirecte : **Rdg_i = dose reçue / MRL**

4-3 Exposition par les 2 voies

En principe, une dose de référence est calculée pour chaque voie d'exposition distinctement, mais quand l'exposition résulte à la fois de l'inhalation et de l'ingestion (cas des dioxines) , la dose totale est estimée par la somme des apports (compte tenu des taux de pénétration par chaque voie), et rapportée à la valeur de référence DJA ou DHT :

Rdg tot = dose totale reçue / DJA.

RESULTATS

1- Immissions attribuables à l'usine d'incinération

La figure 2 expose la distribution des concentrations atmosphériques d'un polluant traceur (les dioxines) attribuables aux émissions de l'UIOM, telle que modélisée par APC3. En raison de la rose des vents, un axe nord-sud est patent, avec des concentrations ambiantes moyennes plus élevées au sud de l'installation. On notera bien qu'il s'agit de *concentrations attribuables modélisées*, et non de *concentrations mesurées* sur le site, lesquelles résulteraient également des autres sources d'émission des mêmes polluants. Les valeurs des immissions attribuables à l'UIOM qui respecteraient les normes de l'UE figurent dans le tableau VI ; les valeurs correspondantes pour les émissions réelles de l'usine figurent en annexe (tableau A-III).

2- Estimation des expositions et des risques

Les résultats sont présentés pour les valeurs limites d'émission de la Directive de l'Union Européenne puis, en annexe, pour les valeurs réelles actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu. Différents types de données sont présentées pour ces deux situations : en premier lieu, les valeurs d'immissions estimées par la modélisation APC3, respectivement en tant que valeur moyenne des concentrations atmosphériques ambiantes sur l'ensemble du territoire d'étude, puis pour les zones présentant les concentrations attribuables les plus élevées (valeurs maximales) et les plus basses (valeurs minimales). On observe que le rapport des valeurs maximales et minimales sur ce territoire de l'ordre de 400 km^2 (20 km x 20 km) est de l'ordre de 100 à 200. Sur cette base est estimé le risque, lorsque le polluant considéré est jugé agir sans seuil, respectivement pour la valeur moyenne du territoire d'étude et pour la zone la plus exposée, ainsi que le ratio de danger, pour les polluants jugés agir avec un seuil d'exposition, également en valeurs moyenne et maximale.

Le tableau VI concerne les émissions fixées au niveau de la Directive de décembre 2000. Il indique dans tous les cas, y compris dans le scénario pénalisant pour les mailles les plus exposées, un niveau d'exposition et de risque faible à très faible. Il doit être complété, pour les dioxines, auxquelles nous sommes principalement exposés par ingestion d'aliments contaminés, par le tableau VII qui présente les résultats de la modélisation par CalTOX. Même dans ce cas, le niveau de risque de cancer sur la vie entière reste faible, toujours inférieur à 10^{-4} (valeur maximale) ou 10^{-5} (valeur moyenne). Comme les risques, les ratios de danger sont très faibles, ainsi que, pour les particules, l'impact de cette exposition sur la survie des riverains : la 'perte' est au maximum estimée à 5 jours sur une échelle de 15 ans.

Dans le tableau A-III de l'annexe, les données équivalentes sont présentées pour les émissions réelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu.

	Dioxines	Plomb	Cadmium	Mercure	Nickel	Arsenic	Chrome	PM2.5
VTR	RU=5.10-3 DJA=1	VTR=0,5	RU=1,8.10-3 VTR=5.10^{-3}	VTR=0,2	RU=$3,8.10^{-4}$	RU=$4,3.10^{-3}$	RU=0,04	perte d'EV** = 11,1/10 µg/m3 (années)
concentration minimale ambiante	$1,19.10^{-5}$	$1,45.10^{-5}$	$2,90.10^{-6}$	$7,26.10^{-8}$	$2,90.10^{-6}$	$5,80.10^{-7}$	$1,74.10^{-6}$	$5,50.10^{-4}$
concentration moyenne ambiante	$9,76.10^{-5}$	$2,06.10^{-4}$	$4,12.10^{-5}$	$1,03.10^{-6}$	$4,12.10^{-5}$	$8,24.10^{-6}$	$2,47.10^{-5}$	$7,90.10^{-3}$
concentration maximale ambiante	$1,30.10^{-3}$	$3,38.10^{-3}$	$6,75.10^{-4}$	$1,69.10^{-5}$	$6,75.10^{-4}$	$1,35.10^{-4}$	$4,06.10^{-4}$	$1,27.10^{-1}$
risque moyen inhalation	$1,07.10^{-7}$		$1,18.10^{-7}$		$2,49.10^{-8}$	$5,64.10^{-8}$	$1,57.10^{-6}$	
risque maximum inhalation	$9,97.10^{-7}$		$1,22.10^{-6}$		$2,57.10^{-7}$	$5,82.10^{-7}$	$1,62.10^{-5}$	
Rdg* min	$1,82.10^{-6}$	$2,90.10^{-5}$	$5,80.10^{-4}$	$3,63.10^{-7}$				
Rdg moyen	$1,50.10^{-5}$	$4,12.10^{-4}$	$8,24.10^{-3}$	$5,16.10^{-6}$				perte moy=0,32 jours
Rdg max	$1.99.10^{-4}$	$6,73.10^{-3}$	$1,35.10^{-1}$	$8,47.10^{-5}$				perte max=5,16 jours

* Rdg : ratio de danger ** perte sur 15 ans

Tableau VI : Estimation du risque par inhalation selon les valeurs limites d'émission de la Directive européenne (toutes les concentration sont exprimées en µg/Nm^{3}sauf les dioxines, en pg/Nm^3 ; DJA des dioxines en pg/kg pc/j, I-TEQ)

	valeurs limites UE	
	Dépôt surfacique moyen = $2,14.10^{-7}$ pg/m²/s	**Dépôt surfacique maximum = $2,85.10^{-6}$ pg/m²/s**
nb de moles par jour (donnée d'entrée)	$4,20.10^{-10}$	$5,61.10^{-9}$
Dose Moyenne Journalière calculée par CalTOX en pg/Kg pc/j	$1,37.10^{-3}$	$1,83.10^{-2}$
Rdg* (approche 'OMS')	$1,37.10^{-3}$	$1,83.10^{-2}$
Risque moyen individuel (approche 'EPA')	$5,85.10^{-6}$	$9,15.10^{-5}$

* la mesure du ratio de danger est égale à la dose calculée par CalTOX car la DJA est 1 pg/kg pc/j ; elle est sans unité.

Tableau VII : Estimation du risque de cancer par ingestion de sols et d'aliments contaminés par les dioxines au voisinage de l'installation, selon les valeurs limites d'émission de la Directive de l'UE

Un tableau équivalent figure en annexe (tableau A-IV) sur la base des valeurs d'émission actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu.

Par ailleurs, le tableau A-V de l'annexe expose le résultat de la modélisation de l'exposition par la même voie indirecte, pour le plomb émis par l'UIOM, qui contaminerait les sols et les cultures environnantes, et donc la chaîne alimentaire. Compte tenu des valeurs très voisines (cf tableaux V et A-II), seuls les résultats associés aux émissions réelles actuelles de l'usine sont estimés ;.

Discussion

1- Discussion méthodologique

Pour une discussion approfondie des méthodes et outils d'évaluation du risque utilisés dans ce travail, il convient de se reporter au chapitre correspondant de l'ouvrage de la SFSP qui en a inspiré la méthodologie. Seuls certains éléments majeurs nécessaires à l'interprétation de ces résultats seront rappelés ici.

1-1 Choix du site de Bourgoin-Jallieu

Le choix du site pour procéder à l'évaluation du risque des UIOM respectant les valeurs limites de la Directive UE de décembre 2000 est relativement indifférent. L'installation retenue présente plusieurs intérêts. De taille moyenne (capacité totale de 11 T/h), elle a été rénovée en 1996, et respecte les prescriptions européennes pour les principaux traceurs du risque ici considérés, ce qui en fait un cas d'école proche de celui qu'il entend représenter, sauf de manière notoire pour les dioxines. Un programme de recherche sur le devenir des émissions de dioxines, piloté par l'INSA de Lyon[4] et financé par l'ADEME, y est en cours d'achèvement, ce qui a permis au présent travail de bénéficier de données de modélisation qui en ont facilité la réalisation, raccourcissant sensiblement les délais. Située au sein d'une région comportant un habitat en agglomération ainsi que des zones de culture, elle fait que le scénario d'exposition incorporant la voie indirecte d'exposition par le biais de la chaîne alimentaire est très plausible. Au total, cette situation réaliste, sinon tout à fait réelle (les valeurs limites d'émission ont été 'imposées' comme terme source dans l'exercice visant à apprécier l'impact du respect des

[4] Etude des émissions de dioxines d'une UIOM et de leur transfert dans l'environnement et les chaînes alimentaires (coordonnateur : JM Blanchard, LAEPSI).

normes européennes), a paru préférable à un scénario reconstitué artificiellement. On notera que cela a été possible parce que les autorités responsables de l'installation ont accepté de rendre leurs données accessibles, dans un souci remarquable de transparence guidé par le souci d'améliorer encore la situation existante.

1-2 Hypothèses de calcul

Diverses hypothèses ont été posées afin de conduire cette évaluation de risque. On retiendra que ce travail ne considère que les expositions et les risques attribuables aux émissions de l'UIOM, et ne donne pas une mesure des expositions et risques résultant d'autres sources d'émission, qu'elles soient locales ou d'origine extérieure à la région d'étude (transport de polluants sur de longues distances, contamination d'aliments importés…).

Le territoire carré de 20 km de côté autour de chaque UIOM délimite l'aire où les rejets atmosphériques de polluant sont supposés se déposer. Pourtant, pour certains polluants, le plomb ou les dioxines par exemple, portés par des particules très fines, cette limite peut sembler un peu restrictive étant donné leur grande capacité à diffuser à longue distance. Les concentrations ambiantes au-delà sont cependant encore plus faibles que celles modélisées dans le territoire d'étude. Dans cet espace, l'exposition par inhalation est sans doute sur-estimée du fait de deux phénomènes : le choix de considérer que les taux de pénétration des polluants dans le corps (par le courrant sanguin tapissant les voies respiratoires, ou par ingestion des glaires respiratoires) est de 100 % -en fait ce taux de pénétration est variable selon diverses caractéristiques physiopathologiques des personnes et selon les polluants pris en compte ; l'hypothèse selon laquelle les concentrations des polluants dans l'air à l'intérieur des locaux est égal à celui modélisé par le code de diffusion APC3, qui concerne les immissions extérieures. Par ailleurs, les émissions de chrome sont considérées comme étant constituées de Cr6 en totalité (d'où la valeur du risque unitaire choisi, à partir des données de l'OMS-Euro [Air Quality Guidelines 2000]) ; cela surestime évidemment l'appréciation du risque. Dans le même esprit, les particules émises ont été assimilées en totalité à des PM2.5. Ces hypothèses conventionnelles sont raisonnables, surtout la seconde, s'agissant pour l'essentiel de polluants véhiculés par de très fines particules (qui pénètrent donc facilement dans les locaux) ou sous forme gazeuse (une fraction des dioxines, et le mercure).

1-3 Outils de modélisation

CalTOX, modèle de transfert de polluant du sol à l'homme a été utilisé, comme dans le travail princeps de 1999, en considérant que l'apport de polluants par dépôt atmosphérique va progressivement contaminer le sol, puis les eaux, végétaux et animaux. Le terme final de la modélisation atmosphérique, avec le dépôt surfacique estimé par APC3, est donc le terme d'entrée de la modélisation par CalTOX. Considéré comme l'un des outils de référence pour la modélisation des expositions multimédia et des risques via la contamination des sols, ce logiciel avait déjà produit certains résultats intrigants en 1999, pour les dioxines, s'agissant de la répartition des apports entre différentes catégories de matières d'origine animale. Le même phénomène se produit sans doute dans le présent travail, même si les estimations de la contribution de l'incinération aux ingestions de dioxines, telles que modélisées dans le scénario général étudié en 1999, étaient proches des valeurs admises en France, ce qui donnait du crédit aux résultats des calculs. Pas plus qu'alors, CalTOX ou APC3 ne permettent de distinguer le cas des différents congénères de dioxines et furanes, et de toute façon les résultats des mesures d'émission des dioxines et furanes sont fournies en 'équivalent dioxine', avec les facteurs conventionnels d'équivalence toxique entre les différents congénères, ce qui ne permet pas d'individualiser les congénères.

Depuis le travail conduit en 1999, une extension des capacités de modélisation de CalTOX à certains métaux non volatils rend possible des estimations du risque via l'exposition indirecte de la chaîne alimentaire et de l'ingestion de sols. C'est pour le plomb que cette application a été jugée la plus indiquée ici.

1-4 Polluants traceurs

Les polluants traceurs sélectionnés dans ce travail sont en nombre plus élevé que dans le rapport de 1999, afin de couvrir un large panel de situations en terme de type d'effet sanitaire. Ils concernent les risques les mieux caractérisés et sérieux, en l'état actuel des connaissances, ce qui a justifié leur inclusion dans les nouvelles normes. A chaque polluant correspond une estimation de risque ; les sommer n'a pas de sens, car ils sont souvent compétitifs d'un point de vue sanitaire et les polluants sont émis en même temps. Mais la question d'éventuels effets synergiques est posée, et ne peut être tranchée ici. En raison des arbitrages rendus lors de l'élaboration de la Directive de l'UE, il a fallu procéder à une estimation du poids relatif des métaux au sein d'une famille ayant une valeur limite d'ensemble. Si ce regroupement réglementaire arbitraire est regrettable, car il rend plus difficile les études d'impact et les évaluations des risques, la méthode retenue pour pallier ce fait, fondée sur des distributions observées sur un ensemble d'installations respectant les normes nouvelles ne biaise sans doute pas les résultats. On renouvellera ici la recommandation de la SFSP de 1999 visant à publier distinctement les résultats des valeurs de concentration à l'émission des différents métaux pris en compte dans la Directive, avant de les regrouper pour satisfaire aux obligations de cette valeur limite.

2- Interprétation des résultats

Ce travail montre que le respect des valeurs limites de la nouvelle Directive de l'UE assure un niveau de risque réduit à un très faible niveau. Cette conclusion confirme, pour les dioxines, l'exercice qui avait déjà été tenté dans le rapport de 1999. Le risque de cancer qui est induit – qui ne peut jamais être nul –, est inférieur à 10^{-5} pour tous les métaux considérés (Cd, Ni, As, Cr), sur la vie entière, et inférieur à 10^{-4} pour les dioxines, y compris en intégrant la voie d'exposition par ingestion de productions alimentaires locales, selon un scénario pénalisant ; pour les particules fines, l'impact sur la survie est négligeable, au maximum de l'ordre d'une perte de 5 jours sur 15 ans, dans le scénario le plus pessimiste. Les valeurs des expositions encourues (ou des concentrations ambiantes) sont très inférieures aux valeurs limites de référence, pour les éléments en disposant (Pb, Cd, Hg). Même en prenant en considération pour le plomb, métal lourd émis en plus grande quantité, la voie indirecte d'ingestion par des poussières du sol et des productions alimentaires contaminées, les valeurs limites d'exposition recommandées sont très loin d'être atteintes.

Il faut rappeler, que ces estimations de risque sont fondées sur l'état des connaissances scientifiques du moment. Celles-ci se traduisent par certaines valeurs toxicologiques de référence, habituellement prudentes (c'est à dire tendant à majorer le risque estimé, en raison des 'facteurs d'incertitude' appliqués dans les dérivations de ces valeurs), qui s'appliquent à certaines entités morbides ayant fait l'objet de travaux suffisamment concluants. Elles ne préjugent pas de l'évolution future des connaissances scientifiques.

N.B. : Les conclusions spécifiques au cas de l'usine de Bourgoin-Jallieu prise pour exemple (et non conforme à la future norme de 0,1 ng/m^3 pour les dioxines) sont reprises en annexe.

CONCLUSION

Les nouvelles valeurs limite d'émissions atmosphériques des UIOM que vient d'adopter l'UE permettent d'atteindre des niveaux de risque très faibles. Il importe d'autant plus, dans ces conditions, que les quelques installations de grande capacité, supérieure à 6 T/h, qui n'ont pas respecté à temps les prescriptions réglementaires de la précédente directive européenne (arrêté ministériel du 25 janvier 1991) se mettent en conformité dans les plus brefs délais ; il reste qu'un nombre élevé d'installations de plus petite taille sont encore en fonctionnement avec des niveaux d'émission bien supérieurs à ceux prévus par ce même arrêté. Un effort particulier doit être fait sur ce point par les acteurs industriels et les collectivités locales, sous l'impulsion du Ministère en charge de l'Environnement.

On notera bien que toutes ces estimations sont fondées sur l'état des connaissances scientifiques du moment, qui fixent des valeurs de référence à partir des faits toxicologiques ou épidémiologiques établis ou fortement suspectés. Elles ne préjugent pas de l'évolution future des connaissances scientifiques, mais permettent d'éclairer le débat public sur la réalité et l'ampleur des risques sanitaires associés aux installations modernes d'incinération des déchets ménagers.

Bibliographie

ARIA Technologies, ENEL Spa. Logiciel APC3, manuel d'utilisation. ARRIA Technologies, ENEL Spa, Décembre 1993.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for Cadmium, 1998, ATSDR, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for Chlorinated dibenzo-p-dioxins, 1998, ATSDR, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for Lead, 1999, ATSDR, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for Mercury, 1999, ATSDR, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for Nickel, 1993, ATSDR, Atlanta.

Bertrand M. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. INSEE Résultats, série Consommation – Modes de vie n° 54-54, septembre 1993.

CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer). IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Volume 69 : Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans, 1997, CIRC, Lyon.

Covello V.T., Merkhofer M.W. Risk assessment methods. Approaches for assessing health and environmental risks. Plenum Press, 1993, New-York.

CREDOC (Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie). Enquête ASPCC 1994 (Association Sucre Produit sucrés, Communication, Consommation), traitement OCA (Observatoire des Consommations alimentaires), 1998, CREDOC, Paris.

Dockery D.W., Pope C.A., Xu X. An association between air pollution and mortality in six US cities. *New Eng J Med*, 1993, 329 : 1753-9.

Dubeaux D. Les Français ont la main verte. *Rev INSEE Première*, 1994, 338.

InVS (Institut de Veille Sanitaire). Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Institut de Veille Sanitaire, Février 2000.

NRC (National Research Council). Risk assessment in the federal Government : managing the process, NAS-NRC Committee on the institutional means for assessment of risks to public health. Nat Acad Press, Washington DC, 1983.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Air quality guidelines for Europe, second edition, 2000, Geneva.

Pope C.A., Thun M.J., Naboudiri M.M. Particulate pollution as a predictor of mortality in a prospective study of adults. *Am J Respir Crit Care Med*, 1995, 51 : 669-74.

SFSP (Société Française de Santé Publique). L'incinération des déchets et la Santé Publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection Santé & Société n°7, 1999, Paris.

UE (Union Européenne). Directive 2000/76/CE du Parlement Européen et du Conseil du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets. JOCE du 28.12.2000

Glossaire

Adsorption La fixation de molécules de gaz, de liquides ou solides en suspension, à la surface d'un solide.

Air ambiant Toute partie non confinée de l'atmosphère : l'air "extérieur".

Bio-accumulation Processus engendrant l'augmentation de la quantité d'une certaine substance présente au sein d'un organisme au fil du temps, en raison des excès de pénétration, par inhalation, ingestion et/ou contact cutané, en regard de l'élimination ou de la transformation de la substance.

Concentration Admissible Teneur maximale en toxique de l'air ambiant qu'un individu peut théoriquement inhaler, tous les jours de sa vie, sans s'exposer à un effet nuisible.

Dose Journalière Admissible Quantité de toxique, rapportée au poids corporel, qui peut être théoriquement administrée à un individu, (voie orale et cutanée) exprimée en $mg/kg.j^{-1}$, tous les jours de sa vie, sans provoquer d'effet nuisible.

Dose Sans Effet Observé Plus forte dose de toxique n'ayant pas provoqué d'effet observable au cours d'un essai expérimental ou d'une étude épidémiologique.

Excès de risque unitaire Accroissement de la probabilité, sur une vie entière (ou toute autre unité temps), qu'un individu a de contracter un cancer pour une augmentation d'une unité de dose de toxique.

Voies orale et cutanée : ERU est l'inverse d'une dose et s'exprime en $(mg/kg.j)^{-1}$; il mesure la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une dose vie entière égale à 1 $mg.kg^{-1}.j^{-1}$ de produit toxique.

Voie respiratoire : ERU est l'inverse d'une concentration dans l'air et s'exprime en $(\mu g/m^3)^{-1}$. Il représente la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une exposition à une concentration de 1 $\mu g/m^3$ de produit toxique dans l'air inhalé par un sujet pendant toute sa vie.

I-TEQ Équivalent toxique développé au niveau international, qui caractérise la charge toxique liée à un mélange de dioxines ; à chaque congénère est attribué un coefficient de toxicité, qui a été estimé en comparant l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8-TCDD, dont le coefficient est conventionnellement fixé à 1. L'équivalent toxique d'un mélange est obtenu en sommant les teneurs des 17 composés les plus toxiques, multipliés par leurs coefficients de toxicité respectifs. Cette notion d'équivalent toxique est aussi utilisée pour les HAP, le B[a]P étant pris comme référence.

Annexe I :

Nom de la commune	Population totale	Nom de la commune	Population totale	Nom de la commune	Population totale
Aillat		Le Didier		Tramolé	476
Arcisse		Le Javet		Trept	1 539
Artas	1 349	Le Molard		Trieux	
Badinières	418	Le Pont		Vachère	
Bagneux		Le Raffour		Vaulx-Milieu	2 221
Belmont	266	Le Rapoux		Vénérieu	382
Bonnefamille	929	Le Revolet		Versin	
Bourgoin Jallieu	22 934	Le Rondeau		Veyssilieu	240
Buffières		Le Vivier		Villefontaine	17 757
Cessieu	2 117	Les Agnes		TOTAL	104387
Chamagnieu	1 180	Les Beaux		soit 104 225 dans le domaine	
Chamont		Les Charbonnières			
Chapèze		Les Eparres	917		
Charamel		Les Loipes			
Chateauvilain		Les Molles			
Chatonnay	1 424	Les Rivoires			
Chèzeneuve	373	Longenière			
Chozeau	814	Longeville			
Coiranne		L'Orme			
Corbeyssieu		Massonas			
Coussieu		Maubec	1 369		
Couvaloup		Meryié	831		
Crachier	434	Messenas			
Crizieu		Meyrieu-les-Etangs	714		
Crucillieu		Montcarra	352		
Culin	516	Montceau			
Demptézieu		Moras	415		
Domarin	1 427	Moriaud Saint Germain			
Flosaille		Mornas			
Four	912	Mozas			
Franchisson		Nicolas-Vermelle	1 823		
Frétignier		Pachaudière			
Frontonas	1 702	Paleysin le Grand			
Funas		Paleysin le Petit			
Gonas		Panossas	500		
Isle d'Abeau	12 033	Quinsonnas			
La Bernache		Roche	1 547		
La Chanas		Rosière			
La Combe		Ruffieu			
La grande Charrière		Ruy	3 760		
La grande Forêt		Sablionnière			
La Léchère		Saint Agnin sur Brion	674		
La Molette		Saint Alban de Roche	1 758		
La petite Forêt		Saint Bonnet			
La Tiercery		Saint Chef	2 896		
La Verpillière	5 688	Saint Savin	2 751		
Laval	805	Saint Victor de Cessieu	1 670		
Le Baroz		Saint-Hilaire-de-Brens	414		
Le Bergeron		Salagnon			
Le Bois de Roche		Sant-Marcel-Bel-Accueil	1 253		
Le Bois-de-Cessieu		Satolas et Bonce	1 648		
Le Bournay		Sérézin-de-la-Tour	612		
Le Chaffard		Serrières			
Le Clair		Succieu	547		

Tableau A-I: Liste et population des communes du territoire d'étude (RGP 1999)
Note : les plus petites communes ne figurent pas encore dans la base de données de l'INSEE, d'où des cases vide

Annexe II : Résultats pour l'UIOM de Bourgoin-Jallieu

Les cheminées d'évacuation des fumées de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu sont équipées d'un dépoussiéreur électrostatique, avec lavage des fumées par voie humide.

Tableau A-II : Valeurs d'émission actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu (les concentrations sont exprimées en µg/Nm^3 sauf les dioxines, en ng/Nm^3)

	Dioxines	*Plomb*	*Cadmium*	*Mercure*	*Nickel*	*Arsenic*	*Chrome*	PT=PM2.5
Emissions réelles	8,95	*2,77 10^2*	*1,20 10^2*	*1,20 10^2*	*9,5 10^1*	*1,9 10^1*	*3,34 10^1*	2,38 10^4
Normes UE 2000	0,1	*2,5.10^2*	*5.10^1*	*5 10^1*	*5.10^1*	*1 10^1*	*3 10^1*	1 10^4

***** en italique, les traceurs pour lesquels les valeurs limites ont été estimées

Rappel : valeurs applicables (arrêté du 25 janvier 1991) :

Plomb+ Chrome+Cuivre+Manganèse : 5 mg/m^3
Nickel+Arsenic : 1 mg/m^3
Cadmium+Mercure : 0,2 mg/m^3

Pour les métaux et les particules, les valeurs d'émission sont relativement faibles, et proches des normes de l'UE. Aussi, les principales conclusions tirées de l'évaluation du risque pour les émissions aux normes UE restent valables ; même pour le cadmium et le mercure, dont les émissions sont plus élevées d'un facteur voisin de 10, les niveaux de risque sont très faibles. Il n'en est pas de même pour les dioxines (tableau A-IV), dont les émissions àla cheminée excèdent, sur la période considérée, les valeurs de la directive d'un facteur pouvant aller jusqu'à 38, ce qui conduit à des estimations du risque de cancer non négligeables, de l'ordre de 10^{-3}-10^{-2} sur la vie entière, principalement par la voie indirecte de la contamination de la chaîne alimentaire. Si l'on considère maintenant le point de vue de l'OMS, et selon que l'on considère l'exposition moyenne de l'ensemble de la population du territoire d'étude ou celle encourue dans la zone de retombées maximales des dioxines émises par l'UIOM, le ratio de danger, calculé par comparaison avec l'objectif de l'OMS, est de l'ordre de 0,4 à5.

Les résultats indiquent un niveau " d'intoxication " qui est 1000 fois moindre que la DJA arrêtée par l'OMS et la FAO (conversion de la DHT en DJA), même dans le scénario le plus péjoratif (Rdg de 8,95 10^{-4}). En moyenne sur le territoire d'étude, le ratio de danger est encore 10 fois plus faible. Les autres métaux sont émis en quantités encore moindres.

Les valeurs du risque évaluées pour l'UIOM de Bourgoin-Jallieu sont proches des estimations faites pour les normes UE, sauf en ce qui concerne les dioxines, pour lesquelles des modifications des technologies d'épuration des fumées sont nécessaires pour aboutir à la réduction des émissions au niveau prescrit par les nouvelles dispositions réglementaires. Le calendrier défini par la nouvelle directive de l'UE veut que les UIOM soient en conformité avec la valeur limite d'émission de 0,1 ng/m^3 au plus tard en 2005. La valeur estimée pour le risque de cancer, sous l'hypothèse que les niveaux actuels perdureraient sur une longue période est élevée, mais on rappellera que ce calcul est très dépendant de la solidité des estimations du risque unitaire ; à cet égard, les valeurs proposées par l'US-EPA ne sont pas officielles à ce jour, et sont contestées par les experts de l'OMS qui ont jugé plus fondé de fournir des valeurs de dose sans effet. Selon les résultats suivant cette " approche OMS ", les expositions moyennes encourues par la population vivant dans le périmètre d'étude restent inférieures, d'un tiers environ, aux objectifs fixés en 1998 ; en revanche, le ' ratio de danger ' montre un dépassement de l'ordre de 4 pour la zone recevant les retombées maximales. On rappellera que le scénario d'exposition ainsi construit est délibérément pénalisant, ce qui incite à interpréter ces données avec prudence. Il demeure que cette forme d'émission polluante constitue le 'point critique' de l'activité de l'usine , sur la base des polluants traceurs pris ici en considération.

	Dioxines	Plomb	Cadmium	Mercure	Nickel	Arsenic	Chrome	PM2.5
VTR	RU=5.10-3 DJA=1	VTR=0,5	RU=1,8.10-3 VTR=5.10^{-3}	VTR=0,2	RU=$3,8.10^{-4}$	RU=$4,3.10^{-3}$	RU=0,04	perte d'EV** = 11,1/10 µg/m3 (années)
concentration minimale ambiante	$1,06.10^{-3}$	$1,61.10^{-5}$	$6,96.10^{-6}$	$1,74.10^{-7}$	$5,51.10^{-6}$	$1,10.10^{-6}$	$1,94.10^{-6}$	$1,31.10^{-3}$
concentration moyenne ambiante	$8,73.10^{-3}$	$2,29.10^{-4}$	$9,88.10^{-5}$	$2,48.10^{-6}$	$7,83.10^{-5}$	$1,57.10^{-5}$	$2,75.10^{-5}$	$1,88.10^{-2}$
concentration maximale ambiante	$1,16.10^{-1}$	$3,76.10^{-3}$	$1,62.10^{-3}$	$4,06.10^{-5}$	$1,28.10^{-3}$	$2,57.10^{-4}$	$4,52.10^{-4}$	$3,03.10^{-1}$
risque moyen inhalation	$9,57.10^{-6}$		$2,87.10^{-7}$		$4,74.10^{-8}$	$1,07.10^{-7}$	$1,75.10^{-6}$	
risque maximum inhalation	$8,92.10^{-5}$		$2,92.10^{-6}$		$4,88.10^{-7}$	$1,10.10^{-6}$	$1,81.10^{-5}$	
Rdg* min	$1,63.10^{-4}$	$3,22.10^{-5}$	$1,39.10^{-3}$	$8,72.10^{-7}$				
Rdg moyen	$1,34.10^{-3}$	$4,58.10^{-4}$	$1,98.10^{-2}$	$1,24.10^{-5}$				perte moy=0,76 jours
Rdg max	$1,78.10^{-2}$	$7,51.10^{-3}$	$3,24.10^{-1}$	$2,03.10^{-4}$				perte max=12,29 jours

* Rdg : ratio de danger ** perte sur 15 ans

Tableau A-III : Estimation du risque par inhalation selon les valeurs d'émission actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu (toutes les concentration sont exprimées en µg/Nm^{3}sauf les dioxines, en pg/Nm^3 ; DJA des dioxines en pg/kg pc/j, I-TEQ)

	émissions actuelles	
	Dépôt surfacique moyen = $1,92.10^{-5}$ pg/m²/s	**Dépôt surfacique maximum = $1,10.10^{-3}$ pg/m²/s**
nb de moles par jour (donnée d'entrée)	$3,76.10^{-8}$	$5,02.10^{-7}$
Dose Moyenne Journalière calculée par CalTOX en pg/Kg pc/j	$3,57.10^{-1}$	4,77
Rdg* (approche 'OMS')	$3,57.10^{-1}$	4,77
Risque moyen individuel (approche 'EPA')	$1,78.10^{-3}$	$2,38.10^{-2}$

Tableau A- IV: Estimation du risque de cancer par ingestion de sols et d'aliments contaminés par les dioxines au voisinage de l'installation, selon les valeurs d'émission actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu

	émissions de plomb	
	Dépôt surfacique moyen = $1,81\ 10^{-6}$ mg/m^2/s	**Dépôt surfacique maximum= $2,82\ 10^{-5}$ mg/m^2/s**
nb de moles par jour (donnée d'entrée)	$5,52\ 10^{-3}$	$8,58\ 10^{-2}$
Dose Moyenne Journalière calculée par CalTOX en pg/kg pc/j	$1,76\ 10^{-4}$	$2,73\ 10^{-3}$
Rdg (DJA = 3,56 pg/kg pc/j)	$4,93\ 10^{-5}$	$7,64\ 10^{-4}$

Tableau A-V : Estimation du risque d'intoxication par le plomb, par ingestion de sols et d'aliments contaminés au voisinage de l'installation, selon les valeurs d'émission actuelles de l'UIOM de Bourgoin-Jallieu